ÉVALUATION DE LA PROPOSITION DES CONDITIONS DE L'ANNEXE D DES PERMIS D'AQUACULTURE EN ONTARIO

Contexte

La Gestion des pêches et de l'aquaculture de Pêches et Océans Canada (MPO) a demandé au secteur des Sciences du MPO de passer en revue les nouvelles conditions d'octroi de permis relatives aux sédiments proposées par le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario en lien avec les activités d'aquaculture en cages en eau douce en Ontario.

La présente réponse des Sciences découle du processus spécial de réponse des Sciences mené en janvier 2014 pour évaluer la proposition de conditions de l'annexe D des permis d'aquaculture en Ontario.

Renseignements de base

En 2006, le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (MRNO) a amorcé le processus d'élaboration de lignes directrices coordonnées, qui vise à rassembler en un seul processus les besoins en matière d'information de tous les organismes ayant des responsabilités en matière de règlements et de permis d'aquaculture en cages. La gestion des dépôts de déchets d'élevage sur les fonds des lacs s'est révélée très controversée et, dans les lignes directrices coordonnées, la section sur les sédiments est le dernier élément du document à toujours être en attente d'approbation.

Le groupe de travail sur l'élaboration collaborative des politiques sur les sédiments comprend des membres du MRNO, de Pêches et Océans Canada, d'Environnement Canada, du ministère de l'Environnement de l'Ontario, du ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario, de l'industrie, du milieu universitaire, d'ONGE et de Premières Nations. En 2010, le groupe de travail a convenu des deux principes directeurs pour l'élaboration d'un programme de surveillance des sédiments en lien avec l'aquaculture en cages suivants :

1) il n'y aura pas de dégradation importante des communautés benthiques ni de la chimie des sédiments attribuables aux conditions ambiantes à une certaine distance de la limite extérieure des exploitations;
2) il doit y avoir des preuves de l'assimilation des déchets entre la limite extérieure et l'exploitation.

Cependant, le procès-verbal de la réunion laisse planer une certaine incertitude quant aux intentions précises du groupe de travail. Une équipe technique chargée des sédiments a reçu le mandat d'élaborer les options d'un programme de surveillance des sédiments défendables sur le plan scientifique qui seraient incluses en tant que conditions des permis d'aquaculture en cages. L'équipe technique a proposé des options de surveillance au groupe de travail sur l'élaboration collaborative des politiques sur les sédiments, qui devait les examiner lors d'une rencontre en personne à Toronto en avril 2012. Les intervenants se sont mis d'accord sur la majorité des points avant la fin de la réunion. Les mesures à prendre par le gouvernement qui ont été définies à la fin de la réunion comprenaient l'élaboration des conditions d'octroi de permis et la rédaction d'un protocole d'intervention.

Depuis la réunion d'avril 2012, le ministère de l'Environnement de l'Ontario a élaboré (ébauche n° 6 datée du 17 octobre 2013) le document « Provincial Policy Objectives and Operational

Criteria for Managing Effects of Cage Aquaculture Operations on the Quality of Water and Sediment in Ontario's Public Waters » [critères opérationnels et objectifs stratégiques provinciaux pour la gestion des effets des activités d'aquaculture en cages sur la qualité de l'eau et des sédiments dans les eaux publiques de l'Ontario] pour former la base des démarches actuelles et futures en matière de gestion des sédiments. Ce document stratégique définit le « programme de surveillance benthique en lien avec les activités aquacoles en Ontario » de l'équipe technique chargée des sédiments. De pair avec les nouveaux objectifs stratégiques, on compte des conditions de permis et un programme de surveillance de la qualité des sédiments différents de ceux qui ont été acceptés en principe par le groupe de travail.

Le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario a demandé au MPO de prendre part à l'examen des conditions de permis relatives aux sédiments (CPS). La Gestion des pêches et de l'aquaculture du MPO a demandé au Secteur des sciences du MPO d'entreprendre l'examen des nouvelles conditions de permis proposées et du programme de surveillance des sédiments exigé. Le présent rapport évalue dans quelle mesure la surveillance des sédiments nécessaire en vertu des conditions de permis relatives aux sédiments diffère du programme soutenu dans le cadre du processus de collaboration. Pour faciliter la comparaison, les principaux éléments des deux programmes sont examinés et comparés de façon séquentielle. Dans les cas où des différences sont constatées, le rapport tente d'expliquer en quoi elles consistent et l'incidence qu'elles peuvent avoir sur les résultats du programme de surveillance, de sorte que les organismes de réglementation et les intervenants puissent comprendre les modifications proposées. Une section fournit également quelques commentaires portant sur les conditions de permis proposées, sans toutefois se référer au plan de surveillance collaboratif original.

Dans le texte qui suit, le programme de surveillance élaboré au moyen de la démarche collaborative sera appelé « PSC » (programme de surveillance collaboratif), et l'échantillonnage qui serait exigé en vertu de la proposition de conditions de permis relatives aux sédiments sera appelé « CPS » (conditions de permis relatives aux sédiments).

Comparaison du PSC et des CPS

Objectifs

PSC

Les objectifs du PSC sont les suivants :

- veiller à ce qu'il n'y ait aucune dégradation de l'habitat aquatique au-delà de la limite opérationnelle de 120 m;
- fournir des preuves de l'assimilation des déchets à l'intérieur de la limite opérationnelle.

CPS

Les objectifs des CPS sont les suivants :

- veiller à ce que l'« assimilation des déchets » (conformément à la description dans la partie 1 de l'annexe iii des CPS) ait lieu à l'intérieur de l'empreinte laissée par les déchets à proximité des installations piscicoles;
- veiller à ce que les activités aquacoles n'entraînent pas de dégradation de la qualité et de l'état des sédiments dans l'empreinte laissée par les déchets à proximité des installations;
- veiller à ce que l'empreinte laissée par les déchets attribuable aux opérations aquacoles n'excède pas la limite opérationnelle (conformément à la description dans la partie 2 de l'annexe iii des CPS).

Analyse

Même si, au premier coup d'œil, ils peuvent sembler similaires, les objectifs présentent des différences quant à la zone où un objectif en particulier doit être atteint ainsi qu'en ce qui a trait aux définitions opérationnelles utilisées.

Le PSC contient deux objectifs, et les CPS en contiennent trois. Les CPS ont ajouté un objectif voulant que l'état et la qualité des sédiments ne doivent pas se dégrader à l'intérieur de l'empreinte des déchets à proximité des installations. Le PSC ne contient aucun objectif équivalent, que ce soit sur le plan des conditions à respecter ou de la restriction d'une zone d'échantillonnage à une zone environnante.

Le PSC et les CPS présentent des objectifs en matière d'assimilation; cependant, les définitions opérationnelles utilisées en ce sens sont quelque peu différentes (voir la section Preuve et seuils). Le PSC cherche partout des preuves d'assimilation (le long de trois transects) à l'intérieur de la limite opérationnelle de 120 m, tandis que les CPS recherchent des preuves d'assimilation dans l'empreinte des déchets environnante, une zone qui n'est pas définie dans le document sur les CPS, mais qui, d'après l'emplacement des sites d'échantillonnage, devrait se situer à l'intérieur d'une zone de 40 m à partir des cages et être définie par les axes dominants de l'empreinte des déchets [annexe 1 des CPS, alinéa 2*b*)].

Les objectifs quant à la limite opérationnelle sont différents; le PSC est axé sur la dégradation de la communauté benthique couplée à la preuve d'une exposition aux déchets (annexe A; figure 9), tandis que les CPS précisent que l'empreinte des déchets ne dépasse pas cette zone si l'on se fit uniquement aux variables chimiques. Il s'agit d'un changement d'objectif, passant de « ne pas causer de dommages mesurables » à « aucune exposition mesurable aux déchets » sans exiger de preuve que l'exposition est assez importante pour avoir un impact sur la communauté biologique.

En général, les objectifs des CPS représentent un ensemble plus restrictif de normes, et deux des trois normes doivent être respectées dans une zone plutôt réduite autour des cages. Une nouvelle norme exige que la communauté benthique ne doive pas se détériorer dans une zone de 40 m à partir des cages, mais on observe souvent une réduction de la densité d'invertébrés benthiques tout près des cages. Sans définitions claires de la manière dont les axes dominants de l'empreinte laissée par les déchets seront déterminés et sur la façon dont cela orientera exactement les transects d'échantillonnage (voir la discussion à la section Emplacements des sites d'essai), il est impossible de prévoir, d'après les ensembles de données actuels, quelle proportion des exploitations actuelles pourra respecter ce critère. La norme des CPS en ce qui concerne l'assimilation sera plus difficile à satisfaire en raison de la définition du terme « assimilation » utilisée et de l'exigence de le faire dans une zone de 40 m à partir des cages et dans la direction dominante des dépôts (pour une discussion plus en profondeur, consulter la section Preuve et seuils). L'objectif relatif à la limite opérationnelle est aussi plus strict.

Échelle temporelle

Des échéanciers détaillés ont été inclus dans le PSC. Même si un échéancier est fourni avec les CPS, l'année du cycle du permis au cours de laquelle une mesure doit être prise n'est pas toujours précisée.

PSC

Le PSC exige que le programme soit exécuté tous les cinq ans du cycle du permis et qu'un échantillonnage soit mené vers la fin de septembre ou le début d'octobre de la première année du cycle du permis. Si les résultats de la surveillance fournissent des preuves qu'une exploitation a dépassé les normes de dégradation ou d'assimilation, alors un échantillonnage doit être mené

aussi à l'année 2 afin de confirmer ces résultats. En cas de non-respect de l'objectif en matière de dégradation à la limite opérationnelle, il faudra élaborer et mettre en œuvre des mesures d'atténuation au cours de la seconde année du cycle du permis. Si le critère relatif à l'assimilation n'est pas respecté lors de l'échantillonnage de la seconde année, il faudra confirmer les résultats avant que des mesures d'atténuation soient nécessaires à l'année 3. Dans les deux cas, un échantillonnage de suivi doit être mené à l'année 4 pour déterminer si des mesures d'atténuation ont été efficaces. S'il est impossible d'en démontrer l'efficacité, le plan d'atténuation doit être modifié et un suivi doit être assuré à l'année 5. Si l'échantillonnage de suivi à l'année 4 indique que les mesures d'atténuation ont été efficaces, alors il n'est pas nécessaire de réaliser un échantillonnage à l'année 5.

CPS

Les CPS exigent que le programme soit exécuté tous les 5 ans du cycle du permis, et qu'un premier échantillonnage soit mené à l'automne de la première année du cycle. Si les résultats de la surveillance indiquent que le seuil d'assimilation n'est pas atteint, que des conditions de dégradation sont observées dans l'empreinte des déchets environnante, ou s'il existe des preuves d'exposition aux déchets à la limite opérationnelle, alors, dans tous les cas, un plan de surveillance supplémentaire comprenant une surveillance annuelle doit être mis en œuvre. La première activité de surveillance doit coïncider avec le début du plan de surveillance [annexe X, sous-alinéas 6*c*)(vi) et 6*d*)(ii)]. Il n'est pas clairement précisé à quelle année du cycle du permis le plan de surveillance supplémentaire doit être soumis, tant dans le texte du document que dans le diagramme.

Analyse

L'aspect temporel des deux programmes est similaire, en cela qu'ils nécessitent une surveillance vers la fin de l'automne au cours de la première année du cycle du permis. Le choix de la saison est pertinent, car c'est généralement le moment de l'année où l'exploitation bat son plein et que l'incidence potentielle des cycles biologiques et de l'approvisionnement en nourriture sur les communautés d'invertébrés s'en trouve réduite. Le choix de la première année du cycle de permis est pertinent, car si des stratégies d'atténuation sont déclenchées, on peut les mettre en œuvre et évaluer leur efficacité avant le début du prochain cycle de permis.

Le non-respect des objectifs déclenche une nécessité immédiate de mettre en œuvre des activités d'atténuation en vertu des CPS, tandis que le PSC considère qu'il est plus urgent de traiter le non-respect du critère relatif à la dégradation à la limite opérationnelle que le non-respect du critère relatif à l'assimilation. Conformément au PSC, le critère lié à l'assimilation visait à servir de méthode d'alerte précoce de manière à ce que les aquaculteurs aient un an pour intervenir avant qu'une mesure d'intervention soit nécessaire. Ce délai tient aussi compte de l'incertitude entourant l'évaluation de l'assimilation. Les facteurs propres à chaque site peuvent signifier des différences entre les exploitations sur le plan de la répartition spatiale des dépôts et de ses effets sur les invertébrés, et le choix des sites d'échantillonnage dans le cadre des deux programmes est associé à un risque de ne pas détecter la zone où se produit le plus d'assimilation. Le PSC ne précise pas l'emplacement exact où les preuves de l'assimilation doivent être recueillies, mais il contient une exigence voulant que l'assimilation se produise entre le bord de la cage et la limite opérationnelle; c'est pourquoi il est approprié de mener un échantillonnage lors de la deuxième année, pendant laquelle les aquaculteurs peuvent décider de modifier (ou d'ajouter) des sites d'échantillonnage pour localiser cette zone avant de devoir entreprendre des stratégies d'atténuation, le cas échéant. Les CPS cherchent des preuves d'assimilation dans une zone de 40 m à partir du bord des cages (qui constitue l'empreinte des déchets à proximité des installations). Les sites peuvent être déplacés uniquement si la densité benthique n'atteint pas le seuil de densité, que la chimie des sédiments n'indique pas

d'exposition aux déchets provenant des sites d'élevage et qu'il ne semble pas possible de déplacer les sites au-delà de la limite de 40 m. Une seconde année d'échantillonnage est peut-être moins importante dans les cas où les possibilités de déplacement des sites sont limitées.

Si les critères relatifs à la limite opérationnels ne sont pas respectés, le PSC accorde un an pour que les stratégies d'atténuations fassent effet, avant la réévaluation des conditions. Il est raisonnable d'accorder au moins un an pour l'assimilation des déchets accumulés et le rétablissement des communautés benthiques avant de déterminer si une mesure d'atténuation a été efficace, car la majorité des organismes benthiques des eaux douces profondes ne peuvent pas vraiment se déplacer sur de grandes distances au stade aquatique, et certains d'entre eux affichent des cycles vitaux d'un an ou plus. On ne peut donc pas s'attendre à ce qu'ils réagissent rapidement à un changement des taux de dépôt. Dans les situations où la variable surveillée est de nature chimique, il demeure nécessaire d'effectuer une ventilation des déchets selon leur nature chimique ou biologique afin qu'un site retrouve ses valeurs de référence. Il pourrait aussi être nécessaire de laisser l'enterrement et la dilution (dans la couche de 2 cm utilisés aux fins de l'analyse) se produire à la suite du dépôt d'une nouvelle couche de matière moins concentrée. Cela pourrait prendre plusieurs années étant donné les faibles taux de dépôt naturel dans les eaux oligotrophes. Le manque de connaissances scientifiques au sujet du taux et des processus de dégradation des déchets provenant des sites d'élevage sur les sédiments des lacs réduisent considérablement notre capacité à prévoir les délais de rétablissement et donc à déterminer la période nécessaire pour évaluer l'efficacité des stratégies d'atténuation. Il serait préférable et plus uniforme que le même délai s'applique aux deux objectifs du PSC; toutefois, on peut aussi comprendre le désir des organismes de réglementation de réévaluer et de modifier les mesures avant le début d'un nouveau cycle de permis. Les CPS énoncent que « la date de début proposée pour le plan de surveillance annuelle des sédiments doit correspondre à la mise en œuvre des mesures d'atténuation. » Il n'est pas précisé clairement à quelle année du cycle de permis le plan de surveillance supplémentaire doit être soumis, mais ce texte laisse au moins entendre qu'il n'y a aucun délai entre les mesures d'atténuation et l'évaluation de leur efficacité.

Emplacement des sites d'essai

Direction

PSC

Le PSC suit ce que l'on appelle une conception d'échantillonnage par gradients radiaux. Les sites d'échantillonnage sont situés le long de trois transects s'éloignant à partir de la série de cages. L'un des transects doit suivre la principale direction du débit d'eau, le second doit être orienté à 120° et le troisième à 240°, pourvu que cela soit possible sans que les échantillons soient être placés sur un fond dur ou le long de gradients de profondeur ou d'autres gradients pouvant mener à la confusion. Cette disposition des transects et des sites d'échantillonnage doit être telle qu'elle couvre toutes les directions de l'empreinte formée par le dépôt des déchets et qu'elle permette une évaluation de la forme, de la portée spatiale et de la gravité de la zone touchée à l'intérieur de la limite opérationnelle de 120 m.

CPS

Les CPS exigent aussi que des échantillons soient placés le long des transects, mais elles précisent que :

> *« Les considérations propres à un site concernant l'emplacement des transects et des stations d'échantillonnage sont nécessaires pour assurer que les échantillons de sédiments sont collectés dans la direction suivant les axes dominants de l'empreinte des déchets. »*

Cependant, on ne sait pas très bien comment la direction dominante sera déterminée (p. ex., données du courantomètre, observation directe des déchets, analyse chimique), comment la dominance d'une direction en particulier peut être quantifiée, ou comment exactement cela influe sur la détermination des transects.

Distance

PSC

Le PSC précise que l'échantillonnage doit avoir lieu à des distances de 10, 20, 40, 80 et 120 m. Le site à 120 m est défini comme étant la limite opérationnelle, tandis que les sites à l'intérieur de cette limite ne sont associés à aucun élément en particulier. Aux sites où les cages peuvent bouger, le PSC précise que la distance avec un site d'échantillonnage doit être mesurée à partir de la position la plus éloignée atteinte par la cage dans cette direction.

CPS

Les CPS font mention de deux zones en particulier : la limite opérationnelle et l'empreinte des déchets environnante. La limite opérationnelle se trouve à 120 m du bord des cages. L'empreinte laissée par les déchets à proximité des installations est moins bien définie. Les sites d'échantillonnage servant à évaluer les conditions environnantes sont définis comme étant :

> *« à l'intérieur d'une zone de 40 m à partir du bord des cages, à environ 10, 20 et 40 m du bord des cages le long des transects, pour un total de neuf stations d'échantillonnage environnantes. Les considérations propres au site sont nécessaires pour assurer que les échantillons de sédiments sont recueillis dans la direction des axes dominants de l'empreinte des déchets. »*

En conséquence, l'empreinte des déchets semble se situer à l'intérieur de la zone de 40 m à partir du bord des cages, vers la direction suivie par le maximum de dépôts, mais la portée spatiale de l'empreinte dans les autres directions n'est pas claire et serait propre au site. On ignore aussi comment mesurer la distance lorsque les cages bougent. Cela peut être particulièrement problématique aux exploitations qui envisagent la mise en jachère au cours du cycle d'un seul permis, advenant le cas où l'aquaculteur doit mener une évaluation distincte pour chaque emplacement de cages.

Analyse

La répartition spatiale de l'empreinte ne sera pas évaluée aussi précisément si les sites d'échantillonnage ne sont pas situés au hasard ou semi uniformément autour de l'exploitation, car certaines directions ne feront que très peu, voire aucunement l'objet d'un échantillonnage. Le choix de tous les sites dans la zone où les dépôts sont le plus concentrés entraînera une plus faible variabilité dans les données, mais également des biais positifs dans les résultats (c.-à-d. que les mesures indiqueront un effet plus important). Cela se traduira par un plus grand risque que le programme de surveillance déclenche des mesures d'atténuation. Plus la disposition des transects sera uniforme dans le cadre du PSC, plus il y aura de biais négatifs (c.-à-d. l'indication d'un effet moindre) et plus la variabilité sera élevée. Une variabilité accrue réduit généralement la capacité à détecter les effets. La collecte d'un plus grand nombre d'échantillons répétés peut considérablement améliorer la précision des estimations.

La nécessité de placer les transects le long des axes dominants de l'empreinte des déchets peut signifier l'exclusion des effets des sédiments axés sur les exploitations à terre si les axes sont déterminés par les données d'un courantomètre. Cela s'explique par le fait que la direction dominante des courants le long de la ligne du littoral est généralement parallèle à la ligne de côte (Csanady 1972, 1984; Csanady et Scott 1974; Carter et Haras 1984; Yerubandi et Schwab 2007) tandis que les concentrations de sédiments se retrouvent vers la partie la plus profonde du

bassin (Blais et Kalff 1995). Le placement des transects dans le cadre du PSC ferait en sorte que deux des transects seraient situés le long des directions prises par les dépôts dominant et sous-dominant, tandis que le troisième transect aux exploitations à terre serait probablement placé perpendiculairement à la rive et permettrait donc d'axer les efforts sur cet élément. Nous ne pouvons pas prédire les résultats pour les exploitations situées trop loin de la rive pour être touchées par les courants côtiers.

Le fait de ne pas modifier le placement des sites d'échantillonnage pour tenir compte de la variabilité naturelle découlant du vent aux emplacements des cages pourrait faire en sorte que des lieux d'échantillonnage se retrouvent directement sous les cages à un certain moment. Il n'est pas rare que les cages se déplacent sur une distance de 10 m ou plus, et le manque de considération pour cette mobilité augmentera considérablement la probabilité de déclencher une mesure d'intervention. La mise en jachère est une pratique que peuvent utiliser les aquaculteurs pour améliorer la qualité des sédiments sous les cages et à proximité de celles-ci, mais les CPS ne font pas mention de l'impact de cette pratique sur l'emplacement et le nombre requis de sites d'échantillonnage.

Le placement des transects et des sites le long de ces derniers signifie essentiellement que le PSC et les CPS amènent différentes questions. Dans le cadre des CPS, la concentration des sites d'échantillonnage dans la direction principale de l'empreinte des déchets limite la portée des questions concernant l'assimilation et la dégradation dans la zone où le dépôt de déchets est le plus concentré. C'est pourquoi l'on pose les questions suivantes :

1) est-ce que la portée maximale du dépôt de déchets dépasse 120 m à partir du bord des cages?
2) observe-t-on une assimilation des déchets à l'intérieur de la zone de 40 m le long de la direction suivie par le dépôt maximal de déchets?

Puisqu'il n'est pas nécessaire de placer des échantillons répétés à des distances précises, on ne peut déduire que la superficie générale de l'empreinte des déchets.

Dans le cadre du PSC, le placement uniforme des transects et des sites d'échantillonnage mène les questions suivantes :

1) en général, à 120 m du bord des cages, la qualité des sédiments est-elle dégradée?
2) à l'intérieur de la zone de 120 m du bord des cages, observe-t-on une assimilation des déchets?

La collecte aux sites répétés (trois à chaque distance) permet de tirer des conclusions particulières sur chaque distance le long du transect, mais pas sur chaque transect en particulier. Cela signifie que l'on peut répondre à la question « est-ce que l'opération de l'exploitation A a une incidence sur les sédiments situés 20 m (ou 10, 40 ou 80 m) plus loin? » La normalisation des distances d'échantillonnage et de l'équipement de collecte parmi les exploitations permet de répondre à la question « est-ce que l'aquaculture en cages en eau douce a généralement un effet nocif sur les sédiments situés à 20 m des cages? » La conception du programme d'échantillonnage devrait être orientée par la sélection de questions auxquelles il faut répondre.

Emplacement des sites de référence

PSC

Le PSC précise que six emplacements de référence doivent faire l'objet d'un échantillonnage et qu'ils doivent se trouver à au moins 1 km des exploitations ainsi qu'à environ 500 m les uns des autres. Les sites doivent « le plus possible présenter la même fourchette de conditions aux stations sur les transects, sauf en ce qui concerne l'exposition aux déchets provenant des sites

de pisciculture. » On insiste sur la nécessité de faire correspondre la fourchette de profondeurs de l'eau aux stations des transects, de tenir compte des autres agents de stress anthropiques et de n'accepter que les sites dont l'exposition aux agents de stress a aussi lieu à l'exploitation, de même que de signaler la taille des particules sédimentaires.

CPS

Les CPS précisent que six emplacements de référence doivent faire l'objet d'un échantillonnage et qu'ils doivent se trouver à au moins 1-2 km des exploitations ainsi qu'à environ 500 m les uns des autres. Les stations d'échantillonnage de référence doivent être comparables aux stations situées aux cages en ce qui concerne la profondeur, le type de substrat, la bathymétrie, l'orientation, l'exposition, les conditions hydrologiques ainsi que la vitesse et l'orientation prédominantes du courant.

Analyse

Les principales différences entre les deux programmes sont que les CPS limitent l'emplacement des sites de référence à une zone de moins de 2 km des exploitations, tandis que le PSC ne contient aucune restriction similaire. En outre, les CPS sont beaucoup plus normatives en ce qui a trait aux conditions à évaluer pour assurer la similitude entre les sites d'essai et de référence. La restriction de placer les sites à moins de 2 km de l'exploitation aidera à s'assurer qu'aucune différence à grande échelle découlant, par exemple, de la géologie sous-jacente ou des habitudes d'utilisation des terres riveraines ne soit incluse dans l'ensemble de données de référence. Certaines restrictions sur la répartition géographique des sites sont recommandées et auraient probablement dû être incluses dans le PSC. Cependant, une expérience relative à l'échantillonnage dans la zone où les exploitations sont le plus concentrées indique qu'il serait plutôt difficile de trouver des sites à moins de 2 km qui respectent aussi les autres critères établis; cette distance devrait être augmentée. La liste des conditions des sites dans les CPS est quelque peu complexe sur le plan de la définition et de la justification. On n'y explique pas ce que signifient les variables, ni quelles sont les variables à mesurer. Les conditions hydrologiques font souvent référence à l'énergétique d'un site, c'est-à-dire la fréquence et l'ampleur du mouvement de l'eau. Dans les lacs, ces conditions sont principalement fonction de l'exposition au vent et de la profondeur de l'eau. L'exposition d'un site au vent peut être mesurée par un fetch maximal ou effectif, une mesure qui combine le fetch avec la fréquence et la direction du vent. Une approche plus simple et probablement plus efficace dans le cadre du processus de sélection des sites potentiels consiste à combiner une analyse de la rose de vents des données sur le vent (disponibles auprès des stations météorologiques locales) et les mesures du fetch dans les directions dominantes. Comme la vitesse du courant, les conditions hydrologiques, l'exposition et l'orientation sont toutes fortement interreliées, on ne sait pas exactement pourquoi elles sont toutes mentionnées dans la liste. Le fondement biologique expliquant pourquoi la direction du courant serait une composante nécessaire de la normalisation du site demeure également incertain, puisqu'il est peu probable que les invertébrés ou les particules du substrat aient quelque capacité que ce soit de réagir à cette variable. L'exigence relative à la similitude de la vitesse et du courant signifie que l'industrie devrait recueillir des données de courantomètres aux emplacements de référence. La saison et l'échéancier au cours desquels les mesures de la vitesse et de la direction du courant devront être consignées ne sont pas précisés; par conséquent, l'investissement requis pour obtenir ces renseignements ne peut pas être estimé de façon adéquate. Enfin, l'exposition au vent, la vitesse du courant, les conditions hydrologiques et même la profondeur de l'eau ont un important effet sur les communautés d'invertébrés et les sédiments des lacs, car elles modifient la teneur en matières organiques et la répartition selon la taille des particules sédimentaires. La taille des particules sédimentaires, dont la mesure est exigée dans le cadre du PSC, représente une mesure plus intégrée dans le temps de l'énergétique d'un site, et elle peut être mesurée lors d'un échantillonnage ponctuel.

En résumé, on peut envisager une restriction de la répartition géographique des sites de référence dans le cadre des CPS, mais la restriction à une zone de 2 km est trop importante. La liste des variables de l'habitat qui doivent être normalisées entre les transects et les sites de référence par les CPS est répétitive et mal définie. Un examen des mécanismes au moyen desquels chaque variable est susceptible d'avoir un effet sur des données du programme de surveillance pourrait orienter le choix de ces variables. Une évaluation du fetch réel serait utile pour désigner les sites de référence potentiels, surtout accompagnée d'une analyse de la taille des particules menée à chaque site afin de démontrer que l'utilisation du fetch a permis de conserver une énergétique similaire aux sites.

Matériel d'échantillonnage

PSC

Le PSC énonce comme condition l'utilisation d'un carottier Kajak-Brinkhurst ou d'un autre type de carottier à gravité, et fournit une justification.

CPS

Les CPS permettent d'utiliser n'importe quel type de matériel normalisé, mais il précise que l'utilisation d'un carottier Kajak-Brinkhurst serait acceptable.

Analyse

Dans le cadre du PSC, on demande d'utiliser un carottier à gravité (p. ex., Kajak-Brinkhurst) parce que cet équipement est reconnu dans la littérature scientifique comme donnant le moins d'estimations biaisées de la densité et de la composition de la communauté (à part les carottes obtenues en plongée). Les carottes d'échantillonnage sont mieux définies par la zone et la profondeur lorsqu'on les compare avec d'autres types de matériel d'échantillonnage. Elles permettent à l'aquaculteur de mieux déterminer si l'échantillon a été prélevé à une profondeur suffisante et s'il est non perturbé. Les carottiers à gravité, quant à eux, sont moins souvent utilisés en raison de leur complexité, et leur utilisation se limite aux sédiments relativement fins. La benne preneuse PONAR, souvent utilisée dans les lacs plus grands en raison de sa polyvalence, est reconnue pour son profil d'excavation qui peut être très superficiel dans les sédiments plus durs; un échantillonnage mené à l'aide de cet équipement peut donc mener à une sous-estimation de la densité. Un profil d'excavation peu profond peut aussi se traduire par une estimation sous-représentative de la composition de la communauté des taxons d'invertébrés qui habitent dans les couches plus profondes des sédiments. Ce biais est important, car la répartition des invertébrés selon la profondeur dans les sédiments change en fonction de la proximité avec l'exploitation. En eaux douces, il existe un groupe taxonomique qui vit généralement dans les couches plus profondes des sédiments, les tubificidae oligochaetes (Davis 1973), qui sont bien adaptés à l'assimilation des déchets provenant des sites d'élevage. Le fait de sous-estimer l'abondance de ces taxons pourrait entraîner un plus grand risque qu'un site d'exploitation déclenche des mesures d'atténuation pour répondre aux normes d'assimilation des CPS. Dans les sédiments très mous, comme dans les zones de forte charge de déchets à proximité des cages, une benne preneuse PONAR, à moins d'être utilisée avec beaucoup de précautions, s'enfoncera sous l'interface sédiment-eau, ce qui peut aussi occasionner de mauvaises estimations des communautés benthiques.

La normalisation de l'équipement dans le cadre du programme faciliterait l'analyse des données à l'échelle de l'exploitation. Les données recueillies par le carottier ne peuvent pas être combinées avec les données collectées par la benne preneuse PONAR sans que l'on doive y apporter des facteurs de correction. Ces derniers devraient être déterminés au moyen d'un échantillonnage effectué à l'aide des deux types de matériel aux mêmes sites. Il faudrait sans doute que ces emplacements couvrent la fourchette de distances à partir des cages afin de tenir

compte des différences dans la composition de la communauté et de la répartition selon la profondeur que l'on peut observer le long d'un gradient en ce qui a trait à l'exposition aux dépôts organiques. Même si l'on détermine des facteurs de correction propres aux sites, l'utilisation de facteurs de correction ajouterait davantage d'erreurs à l'ensemble de données. Les analyses de données à l'échelle de l'exploitation sont utiles, car elles permettent de déduire les effets (ou l'absence d'effets) d'une activité en général plutôt que de limiter les déductions à chaque emplacement étudié. Une méta-analyse des données du programme de surveillance est aussi très utile dans certaines situations, comme dans le cadre du programme de surveillance des effets environnementaux des usines de papier et des mines métallifères, pour lequel une approche adaptative de la surveillance est souhaitable et où l'on analyse les faiblesses du programme et apporte des modifications aux cycles de surveillance successifs.

En résumé, le programme proposé par les CPS donne plus de liberté aux aquaculteurs et à leurs consultants, mais il élimine du programme de surveillance l'aspect uniforme de la méthodologie sur le site. Cela réduirait la capacité de tirer des conclusions sur les effets de l'industrie dans son ensemble. Le manque d'uniformité entre les exploitations diminuerait également, sans toutefois éliminer complètement, la capacité des organismes de réglementation d'évaluer efficacement le programme de surveillance après la première ronde d'évaluations et à y apporter des modifications. Selon l'équipement et le niveau de précaution, les estimations de la densité et les renseignements sur la composition de la communauté deviendraient également moins fiables. Si l'on n'a pas l'intention de réaliser une méta-analyse des effets de l'industrie dans le cadre du programme de surveillance ni de l'adapter au fil du temps, alors il faudrait accorder moins d'importance à la normalisation du matériel d'échantillonnage qu'aux possibilités offertes aux aquaculteurs et à leurs consultants.

Nombre d'échantillons

PSC

Le PSC stipule qu'à chaque site d'échantillonnage, il faut prendre quatre échantillons de la chimie des sédiments et trois échantillons d'invertébrés; ces échantillons doivent être mis en commun avant les analyses. Le PSC énonce que « ces échantillons seront prélevés à plusieurs mètres les uns des autres afin de caractériser une zone du fond lacustre couvrant plusieurs mètres carrés. » Il s'agit d'un compromis visant à accroître l'exactitude des estimations benthiques en prenant de multiples échantillons sans augmenter les coûts d'analyse pour l'industrie. Les invertébrés benthiques affichent une grande variabilité spatiale; ce fait est reconnu dans les ouvrages scientifiques. Par conséquent, la fiabilité des estimations est grandement accrue par la collecte de plus d'un échantillon (> 1). La mise en commun des échantillons avant l'analyse signifie que la variance aux fins de l'évaluation s'appliquait à l'échelle de l'ensemble des stations, et non à chaque station individuellement.

CPS

Les CPS précisent qu'un seul échantillon doit être prélevé à chaque site, à moins d'utiliser un carottier Kajak-Brinkhurst, auquel cas il faut recueillir quatre échantillons de la chimie des sédiments et trois échantillons d'invertébrés; il faut mettre ces échantillons en commun avant les analyses. Les CPS ne font mention d'aucune spécification en ce qui concerne l'espace entre les échantillons sur un site.

Analyse

Dans la version proposée des CPS, si un aquaculteur décide d'utiliser un carottier Kajak-Brinkhurst, alors il n'y a aucune différence entre les programmes. Si une pièce d'équipement différente est utilisée et que des échantillons uniques sont pris à chaque site d'échantillonnage, il peut y avoir des conséquences. En fait, ces conséquences se résument à l'utilisation d'un

échantillon unique ou de multiples échantillons pour caractériser les conditions à un seul site. Bien que les excavations du benthos permettent d'échantillonner une plus grande surface par rapport au carottier Kajak-Brinkhurst, le benthos est reconnu pour afficher une répartition contagieuse (éparse) (Elliot 1977; Downing 1979; Allan 1984); l'utilisation de multiples échantillons recueillis dans une zone de plusieurs mètres carrés pour caractériser le benthos comparativement à un seul échantillon donne probablement une estimation plus précise. Les variables chimiques dans les sédiments sont moins susceptibles d'afficher des répartitions éparses, alors il n'est pas vraiment avantageux de prélever de multiples échantillons. Toutefois, l'extrusion d'une carotte plutôt que l'excavation d'un échantillon ponctuel superficiel assure un meilleur contrôle de la profondeur des sédiments retirés, et cela permet à l'aquaculteur de s'assurer de prélever une interface sédiment-eau non perturbée. Les deux techniques donneront théoriquement des mesures plus précises à l'aide des carottes d'échantillonnage, mais cette différence n'a pas été quantifiée.

Variables analytiques

À la limite opérationnelle

PSC

Le PSC demande aux aquaculteurs d'évaluer les communautés d'invertébrés benthiques et les sédiments à la station de 120 m. Le PSC exige de prendre la mesure de la composition de la communauté d'invertébrés benthiques à l'échelle de la famille pour la majorité des groupes, la composition chimique des sédiments (contenu organique total, perte par calcination, taille des particules sédimentaires, phosphore total, azote total et un balayage spectroscopique par émission de plasma de plusieurs éléments, dont le calcium [Ca], le cuivre [Cu], le zinc [Zn] et le lithium [Li]). Il faut déterminer la profondeur de l'eau, la concentration en oxygène à 1 m sous la surface des sédiments, observer la texture et l'odeur des sédiments, et déterminer s'il y a présence de matières fécales, de rejets de nourriture, de tapis de bactéries ou de bulles de gaz.

CPS

Dans le cadre des CPS, il est seulement nécessaire de déterminer la chimie des sédiments. Cela comprend le contenu organique total, le phosphore total, l'azote total Kjeldahl, le cuivre et le zinc. Il faut consigner la profondeur de l'eau et les observations de la texture et de l'odeur des sédiments à chaque site, de même que la présence de matières fécales, de déchets de nourriture, de tapis de bactéries ou de bulles de gaz.

Analyse

Des mesures provisoires fiables de la chimie des conditions benthiques sont souvent utilisées dans le cadre des programmes de surveillance dans le but de réduire considérablement les coûts. Comme il est mentionné dans le PSC, le lien entre les variables de la chimie des sédiments et les communautés d'invertébrés benthiques est important, mais le plus fort lien développé jusqu'à maintenant entre l'azote total dans les sédiments et l'abondance des invertébrés benthiques compte encore pour moins de 40 % de la variabilité. Si l'objectif à la limite opérationnelle est d'assurer l'absence de conditions dégradées, alors la mesure directe des invertébrés est la manière la plus précise de procéder.

Les questions posées par le PSC et les CPS diffèrent, et cela a une incidence sur les variables qui doivent être mesurées. Le troisième objectif des CPS concernant la limite opérationnelle est que l'empreinte des déchets associée aux opérations aquacoles n'excède pas cette limite, tandis que l'objectif du PSC était de déterminer si des conditions dégradées étaient observées à cette limite. Les variables chimiques représentent certainement toutes les variables requises pour déterminer si les sédiments à la limite opérationnelle sont exposés aux déchets. Le choix des

variables analytiques devrait être guidé par une considération des objectifs environnementaux souhaités.

À l'intérieur de la limite opérationnelle

PSC

Le PSC exige de prendre la mesure de la composition de la communauté d'invertébrés benthiques à l'échelle de la famille pour la majorité des groupes, la composition chimique des sédiments (contenu organique total, perte par calcination, taille des particules sédimentaires, phosphore total, azote total et un balayage spectroscopique par émission de plasma de plusieurs éléments, dont le calcium [Ca], le cuivre [Cu], le zinc [Zn] et le lithium [Li]). Il faut déterminer la profondeur de l'eau, la concentration en oxygène à 1 m sous la surface des sédiments, observer la texture et l'odeur des sédiments, et déterminer s'il y a présence de matières fécales, de rejets de nourriture, de tapis de bactéries ou de bulles de gaz.

CPS

Les CPS exigent de mesurer l'abondance et la composition de la communauté des invertébrés benthiques à l'échelle de la famille pour la majorité des groupes, de même que la composition chimique des sédiments (contenu organique total, phosphore total, azote total Kjeldahl, cuivre et zinc). Il faut consigner à chaque site la profondeur de l'eau et observer la texture et l'odeur des sédiments, et déterminer s'il y a présence de matières fécales, de déchets de nourriture, de tapis de bactéries ou de bulles de gaz. L'aquaculteur est libre de mesurer toute autre variable additionnelle.

Analyse

La principale différence entre les programmes est la série supplémentaire de variables chimiques devant être mesurées dans le cadre du PSC et la mesure de la taille des particules sédimentaires. Les variables supplémentaires doivent servir dans le cadre du PSC si les résultats révèlent que les objectifs ne sont pas atteints, de manière à permettre un examen plus détaillé de la possibilité que les effets découlent des activités d'aquaculture plutôt que de quelconques gradients environnementaux.

Preuve et seuils

À la limite opérationnelle

PSC

Les preuves utilisées par le PSC pour déterminer que des conditions dégradées sont présentes sont définies dans le tableau 3 du PSC. La dégradation du benthos est indiquée par une réduction de 4 écarts-types par rapport aux conditions du site de référence, couplée à une preuve d'exposition aux déchets provenant des sites d'élevage, indiquée par des variables chimiques dépassant le scénario de référence + 2 écarts-types (ET). L'organigramme fourni avec le PSC ne concorde pas avec le tableau 3 et utilise un critère de scénario de référence moyen + 4 ET pour les variables chimiques (contenu organique total, perte par calcination, phosphore total, azote total, calcium, cuivre, zinc); toutefois, l'organigramme n'est qu'une ébauche et pourrait donc contenir une erreur typographique. L'organigramme définit un processus au cours duquel une seule mesure chimique plus haute que la moyenne de référence + 2 ET déclencherait une évaluation des données du site et des variables sur les sédiments connexes le long de tous les transects afin de déterminer si le poids de la preuve peut soutenir les valeurs élevées en tant que résultat plausible des effets de l'exploitation.

Dans le PSC, les seuils biologiques concernaient trois aspects de la composition de la communauté : la densité, la richesse et l'indice de Bray-Curtis, qui précise dans quelle mesure la

structure de la communauté au site d'essai est similaire à celle observée aux sites de référence. La dégradation de la communauté benthique est indiquée par une réduction d'au moins 4 ET par rapport aux conditions de référence.

CPS

Les CPS utilisent la valeur des variables chimiques avec la moyenne de référence + 2 ET en tant que seuil au-dessus duquel l'exposition aux déchets provenant des sites d'élevage est jugée comme ayant lieu à la limite opérationnelle. Conformément à l'alinéa 2*ii*) de l'annexe III, un seul échantillon dont n'importe laquelle des variables chimiques excède la valeur de la moyenne de référence + 2 ET signifie que l'empreinte des déchets va au-delà de la limite opérationnelle.

Analyse

Les seuils des CPS sont plus rigoureux que ceux du PSC, car une mesure d'intervention est déclenchée par la preuve d'une exposition, et non d'une dégradation, et parce qu'une seule mesure chimique suffit à déclencher cette intervention, comparativement à l'utilisation d'une approche fondée sur le poids de la preuve nécessitant de multiples mesures chimiques et plusieurs transects. L'exposition aux déchets provenant des sites d'élevage n'entraîne pas nécessairement une dégradation des conditions benthiques mesurée par les couches dégradées de la communauté benthique. Cette différence peut être attribuée aux objectifs du PSC et des CPS qui diffèrent en ce qui concerne la limite opérationnelle. L'utilisation de multiples mesures chimiques et d'une approche fondée sur le poids de la preuve reconnaît qu'une seule variable chimique peut être élevée à un site pour des raisons aucunement liées à l'aquaculture. L'utilisation d'une série de variables représentant la signature caractéristique des déchets provenant des sites d'élevage fournit un niveau de confiance plus élevé quant à la mise en cause des activités aquacoles et à la nécessité d'entreprendre des mesures d'atténuation.

L'ampleur des effets pour que les changements dans la densité déclenchent une mesure de gestion est différente; le PSC utilise une réduction de 4 ET par rapport au scénario de référence, tandis que les CPS utilisent une réduction de 2 ET. L'utilisation de 4 ET correspond approximativement à l'utilisation des limites de prévision de 99,9 %; les limites de prévision ont été jugées appropriées, car la densité à chaque site d'échantillonnage est comparée à celle des sites de référence. L'utilisation de 4 ET est aussi similaire aux critères de changement par rapport aux conditions de référence utilisées dans le programme de surveillance benthique (BEAST) des Grands Lacs laurentiens Reynoldson *et al.* (1997; 1998) reconnaissent les catégories suivantes de différences par rapport aux sites de référence :

1) dans une ellipse de 90 % de confiance par rapport au site de référence : équivalent au site de référence;
2) entre 90 et 99 % : possiblement différent;
3) entre 99 et 99,9 % : différent ou possiblement stressé;
4) au-delà de 99,90 % : très différent ou dégradé.

Pour n = 6, les valeurs critiques *t* (unilatérales) représentant 90, 99 et 99,9 % sont : 1,476, 3,365 et 5,893, de sorte que l'utilisation de 4 ET se situe quelque part entre 99 et 99,9 %.

Dans les ensembles de données affichant une forte variabilité, il est possible que 4 ET sous la moyenne de référence inclut zéro, et il est difficile d'accepter qu'une absence d'invertébrés puisse être considérée comme se situant dans les conditions de référence. La solution à cette question consiste à ne pas utiliser une plus petite ampleur des effets, car le programme d'échantillonnage n'est pas en mesure de détecter de manière fiable une si petite ampleur des effets. Selon les calculs, le PSC est capable de détecter un écart de 4 ET par rapport à la référence, avec une probabilité de 10 % de conclure à tort qu'il y a un impact, et une probabilité

de 80-90 % de détecter un impact s'il y en a un (page 27 et annexe E du PSC). Le changement vers une plus petite ampleur des effets de 2 ET a été calculé de manière à être détectable moins de 50 % du temps; ce calcul s'appliquerait aussi aux CPS. Une meilleure solution au problème est d'améliorer l'estimation de la densité et de la variance de cette estimation aux sites de référence, de sorte que 4 ET n'inclue pas zéro. Cela peut être réalisé au moyen de l'échantillonnage d'un plus grand nombre de sites de référence, de la collecte d'un plus grand nombre d'échantillons à chaque site de référence, et de l'utilisation de mesures pour s'assurer que les sites de référence sont parfaitement normalisés par rapport aux conditions de l'habitat. Les coûts associés au traitement des échantillons supplémentaires prélevés aux sites de référence peuvent être réduits au minimum en ne traitant que le nombre nécessaire d'échantillons pour obtenir des estimations acceptables.

On observe un étrange désaccord dans les CPS sur la manière dont les données sur la limite opérationnelle seront interprétées. L'annexe III précise que l'empreinte des déchets sera évaluée comme excédant la limite opérationnelle, ne serait-ce que si une seule des variables chimiques dépasse les données de référence + 2 ET :

> *« Partie 2. Évaluation de la limite opérationnelle*
>
> ***L'empreinte des déchets n'excède pas la limite opérationnelle** : les concentrations de carbone organique total (COT), de phosphore total (PT), d'azote total Kjeldahl, de cuivre (Cu) et de zinc (Zn) sont toutes égales ou inférieures à plus deux écarts-types par rapport à la moyenne des stations d'échantillonnage de référence pour toutes les stations d'échantillonnage à la limite opérationnelle.*
>
> ***L'empreinte des déchets excède la limite opérationnelle** : l'une ou l'autre des concentrations de COT, de PT, d'azote total Kjeldahl, de Cu ou de Zn est plus élevée de plus deux écarts-types par rapport à la moyenne des stations d'échantillonnage de référence pour n'importe laquelle des stations d'échantillonnage à la limite opérationnelle. »*

Cependant, l'annexe 1 des CPS contient l'énoncé suivant :

> *« Une station d'échantillonnage à la limite opérationnelle est considérée comme étant mal située et à l'intérieur de l'empreinte des déchets si les résultats de l'analyse chimique des sédiments pour cette station indiquent que l'une ou autre des concentrations de COT, de PT, d'azote total Kjeldahl, de Cu ou de Zn est plus élevée de plus deux écarts-types par rapport à la moyenne des stations d'échantillonnage. »*

Ainsi, les sites responsables de l'échec de l'exploitation à l'évaluation de la limite opérationnelle sont techniquement jugés comme étant mal situés et ne devraient donc pas être utilisés dans l'évaluation des données, conformément à l'alinéa 3*c*) de l'annexe 1 :

> *« Dans le cas d'une station d'échantillonnage à la limite opérationnelle ou à proximité qui a été jugée comme étant mal située, les données de cette station ne doivent pas être incluses dans cette évaluation des objectifs relatifs à la limite opérationnelle ou à proximité, ou de tout autre évaluation subséquente. »*

Si plusieurs sites échouent à l'évaluation et sont donc jugés comme étant mal situés, ils doivent être déplacés et faire l'objet d'un nouvel échantillonnage. Cela crée une situation dans laquelle il est théoriquement impossible qu'une exploitation échoue à l'évaluation de l'empreinte des déchets à la limite opérationnelle. L'aquaculteur ou son consultant doit déplacer les sites d'échantillonnage jusqu'à ce que les nouveaux sites satisfassent aux critères de base. On suppose qu'il s'agit là d'une erreur dans l'objectif des conditions.

À l'intérieur de la limite opérationnelle

Il existe deux sources de données à considérer. La première est la preuve de l'assimilation. La seconde est la preuve d'une dégradation des conditions benthiques à l'intérieur de l'empreinte des déchets à proximité des installations; ce critère ne s'applique qu'aux CPS.

PSC

Le PSC cherche des preuves d'assimilation n'importe où à l'intérieur de la zone de 120 m définie par la limite opérationnelle. L'observation de la caractéristique courbe de réponse de Pearson-Rosenberg sert de preuve d'assimilation, et il n'existe aucun seuil officiel y étant associé autre que l'observation de la courbe de réponse.

CPS

Les CPS utilisent également une densité accrue d'invertébrés comme preuve de l'assimilation. Toutefois, il utilise un seuil minimal de densité d'au moins 2 ET au-delà de la moyenne de référence, couplé avec une exigence que cette densité élevée soit observée à au moins 50 % des sites dans une zone de 40 m à partir du bord des cages. Les données actuelles indiquent qu'une augmentation de 2 ET au-delà de la référence implique plus du double de la densité d'invertébrés.

Analyse

Les deux programmes cherchent des preuves de l'assimilation, mais leur approche de détection diffère considérablement. Les CPS tentent d'utiliser directement une densité d'invertébrés en tant que mesure provisoire de l'assimilation, tandis que le PSC utilise une approche plus qualitative. Il existe de bonnes preuves dans le milieu marin, en débutant par Pearson et Rosenberg (1978), qu'il y a une réponse caractéristique des communautés benthiques le long d'un gradient sur le plan de l'enrichissement organique. Le modèle décrit l'augmentation de la densité et la réduction de la diversité des invertébrés qui se produisent à des niveaux modérés d'enrichissement organique et qui découlent du changement dans le benthos, c'est-à-dire le passage d'une communauté au statut intact à une communauté dominée par un grand nombre d'animaux adaptés à utiliser cette matière comme source de nourriture. Cette réponse est décrite à la figure 3 du PSC. L'observation qualitative de cette réponse est utilisée dans le cadre du PSC en tant qu'indice de la présence d'une communauté propice à l'assimilation de la matière organique. Cependant, le modèle ne quantifie pas le degré d'augmentation de la densité. Une densité précise d'animaux présents dans les sédiments n'offre pas en elle-même de garantie qu'un taux précis d'assimilation des déchets, en fonction de la taille et de l'écologie alimentaire des invertébrés, augmentera considérablement ce taux; de surcroît, il existe de nombreux processus au moyen desquels la matière organique se dégrade ou est assimilée dans les environnements d'eau douce.

Il n'est pas certain que le groupe de travail collaboratif sur les sédiments souhaitait conserver le processus d'assimilation dans les tissus des invertébrés ou, de manière plus générale, conserver le potentiel de rétablissement des sédiments. Le rétablissement des sédiments après le dépôt des déchets organiques à un état qui ressemble aux conditions d'origine ou intactes comprend les processus de décomposition par assimilation et sans assimilation. La décomposition de la matière organique dans un milieu d'eau douce est un processus complexe qui comprend la dégradation chimique et biologique de la matière, et qui se termine par la minéralisation et l'assimilation de la matière. La minéralisation est le processus par lequel la matière retrouve sa forme inorganique au moyen d'une série d'étapes biologiques et chimiques. L'assimilation est plus précisément la conversion de la matière non biologique en biomasse biologique par le processus de consommation/absorption et de croissance des tissus. L'assimilation peut se traduire par la production d'une biomasse d'invertébrés, de poissons, de microbes ou de

champignons. L'assimilation de déchets dans des tissus d'invertébrés se produit, peu importe la densité d'invertébrés (sauf si elle est nulle), et l'assimilation en une biomasse d'autres groupes trophiques peut avoir lieu en l'absence complète d'invertébrés. Par exemple, l'assimilation des déchets provenant des sites d'élevage directement dans les tissus des poissons sauvages peut se produire indirectement par la consommation d'invertébrés ou par la consommation directe de déchets des poissons. La littérature scientifique ne contient pratiquement pas d'études sur la décomposition et l'assimilation des déchets provenant de l'aquaculture dans les écosystèmes d'eau douce; par conséquent, aucun critère d'évaluation de cette fonction écosystémique n'a été défini ou accepté par l'ensemble de la communauté scientifique.

Les invertébrés benthiques sont utilisés dans le cadre des programmes de surveillance, car ils présentent un grand nombre de caractéristiques qui font en sorte que la composition de la communauté reflète les conditions environnementales. En outre, ils constituent un lien essentiel dans le transfert d'énergie vers les consommateurs des niveaux trophiques plus élevés, comme les poissons. De nombreux invertébrés benthiques consomment des déchets organiques et sont donc en partie responsables de la décomposition et de l'assimilation des déchets provenant de l'aquaculture. Les invertébrés jouent aussi un rôle important dans les processus se déroulant dans les sédiments, comme le flux d'oxygène et d'éléments nutritifs; la densité et la composition de la communauté d'invertébrés auront donc une incidence sur les taux de décomposition. Cependant, il est difficile d'identifier toute preuve dans la littérature scientifique à l'appui de l'utilisation d'un seuil de plus 2 ET par rapport aux données de référence en ce qui concerne la densité d'invertébrés ou toute autre densité particulière en tant que preuve qu'une assimilation des déchets a lieu.

Certains éléments laissent entendre que l'utilisation d'une densité précise, comme un seuil de 2 ET au-delà de la densité de référence, n'est pas défendable scientifiquement en tant que mesure provisoire de la capacité d'assimilation. L'assimilation par les invertébrés repose d'abord sur le processus de consommation de la matière par ces animaux et, de façon plus générale, elle est une fonction de la biomasse, et non de la densité. Les taux de consommation par les invertébrés d'eau douce ne sont pas bien étudiés, mais Cummins et Klug (1979) et Thonmann *et al.* (1992) ont observé des taux de consommation équivalant à environ 30 % du poids corporel par jour. La biomasse individuelle des organismes change selon un gradient de dépôt (MPO, données non publiées). La figure 1 illustre assez clairement que la biomasse individuelle des organismes dans les zones recevant environ 3 mg C m^{-2} $jour^{-1}$ ou plus peut en moyenne assimiler cinq fois plus de matière que les autres organismes se trouvant dans des zones affichant un taux de dépôt naturel. Ce taux de consommation est fonction de la biomasse, une densité de ces individus plus gros qui est de loin inférieure à celle des individus observés aux sites de référence, qui seraient capables d'atteindre un taux d'assimilation similaire. Il est difficile de justifier une augmentation d'au moins 2 ET équivalant à plus que le double de la densité de référence des invertébrés et la nécessité de remplacer les organismes selon un ratio de un pour un, voire de deux pour un afin d'assurer l'assimilation des déchets, surtout lorsque ces organismes pourraient consommer cinq fois la quantité de matière de façon individuelle. De plus, aux sites exposés au dépôt de déchets, une plus grande proportion d'individus de la communauté sont limivores.

Le PSC cherche des preuves de l'assimilation partout à l'intérieur de la limite opérationnelle, et les CPS cherchent des preuves de l'assimilation seulement dans une zone de 40 m à partir du bord des cages et allant dans la direction principale des dépôts. Cette restriction spatiale complique la tâche des aquaculteurs de respecter le critère relatif à l'assimilation. En 2012, le MPO a recueilli des échantillons à une exploitation dans le lac Huron, conformément aux protocoles du PSC (figure 2). Sur les neuf échantillons prélevés dans la zone de 40 m à partir du bord des cages, quatre affichaient une densité inférieure au minimum de 2 ET de plus que la

densité de référence requis. Et cela, malgré le fait que les trois transects affichaient visiblement des preuves de la courbe de réponse de Pearson-Rosenberg. La figure 3 illustre quelques-unes des données sur la chimie des sédiments le long de ces transects. Les données montrent que le troisième transect ne suivait vraisemblablement pas la direction principale des dépôts; il a donc été exclu des CPS. Cinquante pour cent des six exemples restants auraient respecté le seuil d'assimilation des CPS, c'est-à-dire 2 ET au-delà de la densité de référence.

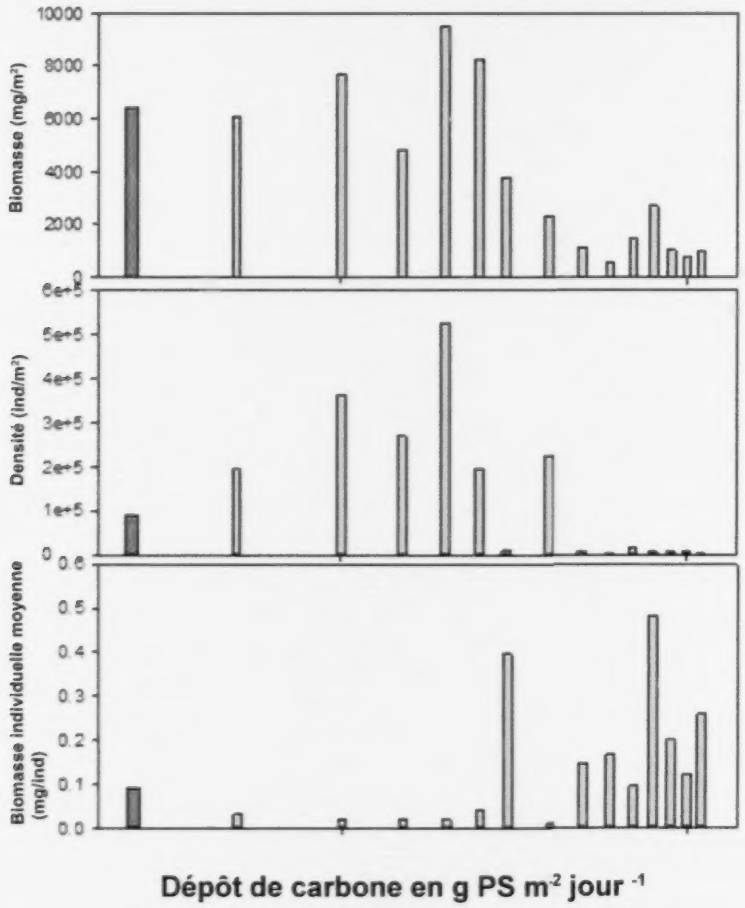

Figure 1. Densité de la biomasse, et biomasse individuelle et totale des invertébrés le long d'un gradient de dépôt de carbone à une exploitation dans le lac Huron.

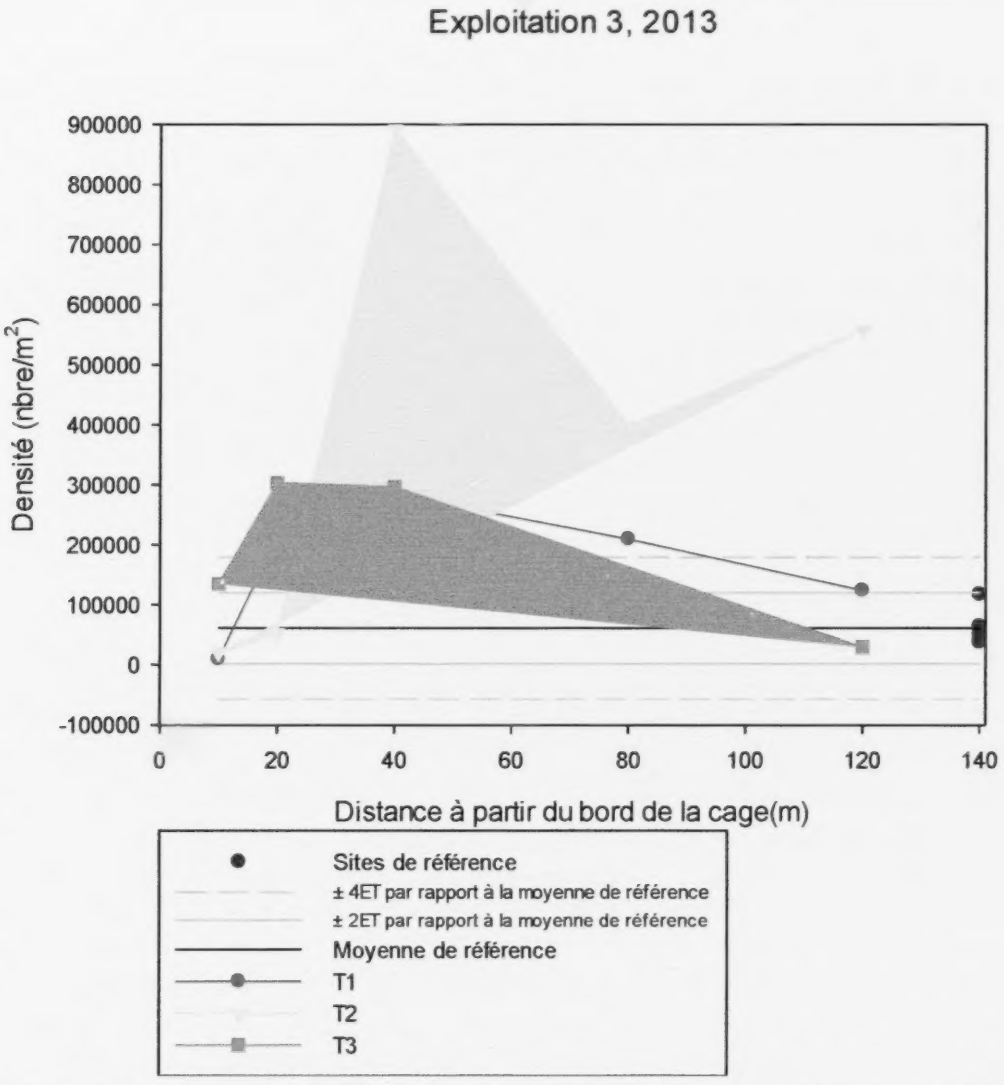

Figure 2. Densité d'invertébrés le long de trois transects d'échantillonnage à une exploitation et à six sites de référence dans le lac Huron. Les symboles bleus placés à 140 m indiquent les valeurs aux sites de référence situés à au moins 1 km de l'exploitation. La valeur moyenne et les écarts-types de 2 et 4 fois plus que la moyenne sont indiqués par les lignes horizontales.

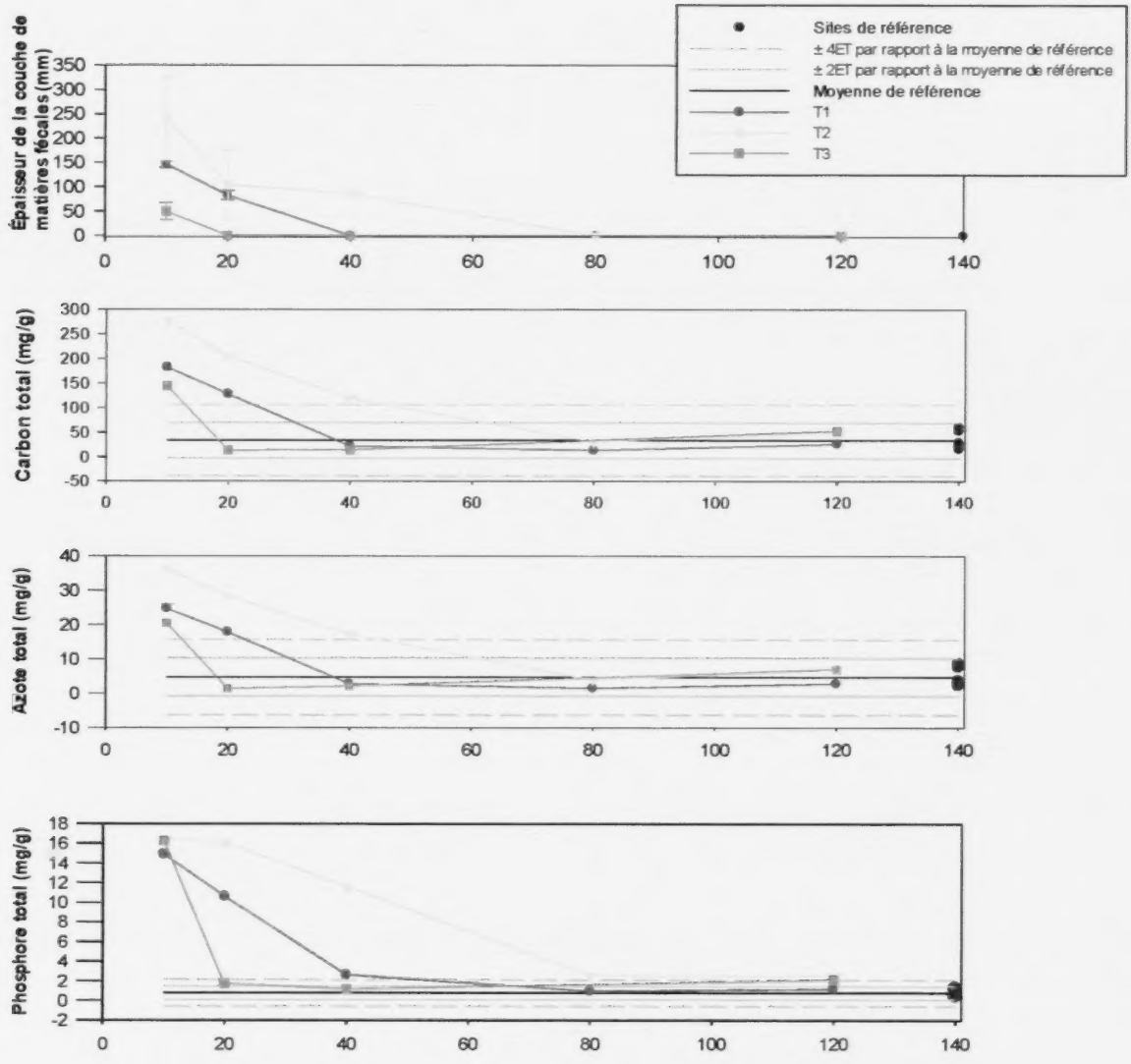

Figure 3. Épaisseur de l'accumulation des matières fécales et des concentrations dans les sédiments du phosphore total, de l'azote total et du carbone total le long de trois transects d'échantillonnage à l'exploitation 3 dans le lac Huron. Les symboles bleus placés à 140 m correspondent aux valeurs des sites de référence situés à au moins 1 km de l'exploitation, et les lignes continues et pointillées correspondent à la valeur de la moyenne de référence plus et moins 2 ET et 4 ET respectivement.

Le Secteur des sciences du MPO possède quelques renseignements sur les conditions benthiques à sept des neuf exploitations en activité en Ontario et, à l'exception d'une

exploitation, elles présentent toutes une zone sous les cages et à proximité de celles-ci dans laquelle la densité et la diversité des invertébrés sont réduites. En limitant l'échantillonnage pour un critère de densité considérablement élevée dans une zone d'environ 40 m à partir du bord des cages, les chances d'identifier les sites dans la zone où la densité d'invertébrés est réduite seront bien meilleures, ce qui accroît les risques de déclencher une surveillance additionnelle basée sur l'utilisation d'un seuil qui n'est pas vraiment lié au taux d'assimilation. Presque toutes les exploitations qui ont été échantillonnées par le MPO présentent une zone de densité accrue d'invertébrés entre les cages et la limite à 120 m.

Les questions à se poser sont les suivantes :

1) quelle forme de preuve de l'assimilation est défendable si l'on tient compte du fait que ce domaine scientifique est actuellement très peu étudié;
2) est-ce que cette preuve doit être mesurable à l'intérieur de la zone de 40 m à partir du bord des cages (CPS) ou à l'intérieur de la limite opérationnelle (PSC)?

La dernière question concerne les différents objectifs en matière de gestion environnementale.

Les CPS contiennent un objectif supplémentaire qui ne fait pas partie du PSC et qui vise à garantir que les opérations aquacoles n'engendrent pas de dégradation de la qualité des sédiments à l'intérieur de l'empreinte des déchets à proximité des installations. Dans ce contexte, les conditions dégradées sont indiquées lorsque plus de la moitié des stations d'échantillonnage affichent une densité inférieure à la densité de référence minimale. Cet énoncé n'est accompagné d'aucune caractéristique statistique, c'est-à-dire que les conditions n'indiquent pas que la densité est particulièrement inférieure ou considérablement inférieure. Les conditions énoncent que le seuil de densité est « la densité de référence minimale (la plus faible) », ce qui laisse entendre que toute quantité inférieure (p. ex., un seul individu par m^2) à la densité de référence minimale observée serait considérée comme une condition dégradée. Cette condition est liée aux nouveaux objectifs stratégiques; toutefois, dans l'objectif stratégique, le fondement scientifique de l'utilisation de ce seuil n'est pas discuté. Puisque les mesures de la densité durant un relevé aux termes des CPS sont des estimations des moyennes qui englobent donc une incertitude, et puisqu'un seul échantillon est exigé à chaque site, il serait préférable de modifier légèrement ce critère afin d'en améliorer le caractère défendable.

Commentaires généraux

Il serait profitable de clarifier et de modifier davantage les CPS tout en utilisant un langage simple. Un glossaire devrait être fourni, de manière à assurer une compréhension commune de la signification des termes par tous les lecteurs. Ce point est particulièrement important du fait que les divers intervenants n'ont pas tous la même expérience dans le domaine.

D'autres directives devraient être fournies afin que les aquaculteurs ou leurs consultants comprennent mieux les exigences et puissent les respecter, par exemple celles qui visent à assurer que les transects sont placés dans la direction des axes dominants du dépôt de déchets ou, encore, dans quelle mesure les variables de l'habitat, comme la vitesse du courant, doivent être similaires entre les sites de référence et les sites d'essais afin d'être acceptables. Cela favoriserait aussi l'uniformité dans l'application de ces exigences au fil du temps.

L'exigence voulant que les exploitations divulguent toutes les données de modélisation n'est pas raisonnable étant donné que le programme de surveillance n'exige aucune modélisation. On estime que la modélisation du dépôt est essentielle pour localiser tous les sites d'échantillonnage, et le fait d'exiger que cette information soit divulguée en démontre certainement l'importance. En conséquence, une exigence de réaliser une modélisation doit faire partie soit des demandes de sites, soit du programme de surveillance continu.

Conclusions

Les deux programmes diffèrent fondamentalement en ce qui a trait aux questions amenées par la conception expérimentale ainsi qu'aux définitions des seuils. Voici nos principales observations :

- L'emplacement de sites d'échantillonnage dans le cadre des CPS limite la portée des conclusions pouvant être tirées du programme en ce qui concerne la direction du dépôt de déchets principal. Le manque de normalisation des distances d'échantillonnage pourrait limiter davantage la capacité du programme à analyser les données parmi les exploitations.
- Un échantillonnage axé sur la direction principale du dépôt peut biaiser les résultats à la hausse, et donc accroître la probabilité d'excéder les objectifs par rapport à un échantillonnage uniforme ou aléatoire aux environs d'une cage.
- Les CPS ne contiennent aucune disposition pour modifier l'emplacement des sites d'échantillonnage dans le but de tenir compte du mouvement naturel des cages attribuable au vent et aux vagues. Cela peut signifier que des sites d'échantillonnage sont situés directement sous des cages à certains moments, ce qui augmente la probabilité de dépasser les objectifs en matière de gestion. La manière dont les pratiques opérationnelles, comme un déplacement volontaire des cages pour réduire l'impact du dépôt (jachère), peuvent avoir une incidence sur l'emplacement ou le nombre de sites d'échantillonnage nécessaire n'est pas définie.
- Les restrictions des CPS quant à l'emplacement des sites de référence réduiront l'incidence de toute géologie sous-jacente ou d'autres différences à grande échelle en matière d'habitat; toutefois, on connaît mal le mécanisme par lequel certaines variables de l'habitat peuvent influer sur les données de surveillance.
- Les CPS procurent davantage de liberté dans le choix du matériel d'échantillonnage et exigent la collecte d'un plus petit nombre d'échantillons, et cela pourrait avoir une incidence sur la précision des données sur la composition de la communauté d'invertébrés et engendrer un manque d'uniformité dans les données dans le cadre du programme. Cette situation présente des difficultés sur le plan de l'analyse des données à l'échelle des exploitations, au fil des ans, etc.
- Les CPS cherchent des preuves d'exposition aux déchets à la limite opérationnelle plutôt qu'un niveau d'impact susceptible de causer une dégradation biologique. Dans les CPS, un seul résultat d'échantillonnage peut déclencher une mesure d'intervention. Une approche plus holistique fondée sur le poids de la preuve devrait être envisagée.
- Les CPS utilisent un seuil d'effet plus petit (2 ET) que le PSC (4 ET) aux fins de la comparaison de la densité d'invertébrés avec les sites de référence. Aucun programme n'a la capacité de détecter de manière fiable une ampleur des effets de 2 ET, et l'utilisation d'une ampleur des effets de 4 ET correspond davantage aux autres critères d'évaluation benthique. Toutefois, certaines données laissent entendre que cet intervalle pourrait comprendre « zéro », ce qui présente des difficultés sur le plan de l'acceptabilité. Il faudrait mener d'autres échantillonnages des sites de référence et choisir judicieusement les sites afin de réduire la taille de l'intervalle de 4 ET de manière à ne pas y inclure « zéro ».
- Le critère d'acceptabilité de la station d'échantillonnage à la limite opérationnelle (dans le cadre des CPS) énonce que la station est mal située si les résultats de l'analyse chimique des sédiments excèdent le seuil. Cela élimine techniquement la possibilité qu'une exploitation déclenche une mesure d'intervention.

- Les CPS et le PSC utilisent différentes définitions de l'assimilation. Les critères des CPS pour déterminer la présence d'une assimilation sont moins défendables du point de vue scientifique que les preuves exigées par le PSC. L'assimilation est plus directement une fonction de la biomasse des organismes que de la densité, et il existe des données appuyant la conclusion que le seuil des CPS déclencherait prématurément une intervention.
- Les CPS cherchent des preuves d'assimilation à l'intérieur d'une zone de 40 m à partir du bord des cages. Le PSC cherche des preuves d'assimilation n'importe où à la limite opérationnelle.
- Les mesures d'atténuation sont déclenchées immédiatement en ce qui concerne les objectifs relatifs à la zone environnante et à la limite opérationnelle dans le cadre des CPS, tandis que le PSC exige une mesure immédiate seulement dans le cas d'un déclenchement survenant à la limite opérationnelle. Étant donné les incertitudes quant à la période pendant laquelle l'assimilation doit être détectable, il faudrait envisager d'ajouter des dispositions en matière d'échantillonnage supplémentaire.
- Les CPS ont ajouté une nouvelle condition : ainsi, il faut ne pas que la qualité des sédiments se dégrade (c.-à-d. pas plus de 50 % des stations environnantes qui ne respectent pas le seuil de densité minimal de la station de référence) dans la zone de 40 m à partir du bord des cages dans la direction dominante du dépôt de déchets.

Collaborateurs

Christopher Baron, Secteur des sciences du MPO, Région du Centre et de l'Arctique

Ingrid Burgetz, Secteur des sciences du MPO, Région de la capitale nationale

Corina Busby, Secteur des sciences du MPO, Région de la capitale nationale

Doug Geiling, Secteur des sciences du MPO, Région de la capitale nationale

Kathleen Martin, Secteur des sciences du MPO, Région du Centre et de l'Arctique

Dr. Jay Parsons, Secteur des sciences du MPO, Région de la capitale nationale

Dr. Cheryl Podemski, Secteur des sciences du MPO, Région du Centre et de l'Arctique

Adrienne Paylor, Gestion des pêches et de l'aquaculture du MPO, Région du Centre et de l'Arctique

Approuvé par

Dr. Michelle Wheatley, Directrice des Sciences, Région du Centre et de l'Arctique

Approuvé le 17 Janvier 2014.

Sources de renseignements

Allan, J.D. 1984. Hypothesis testing in Ecological Studies of Aquatic Insects. *In* The Ecology of Aquatic Insects, Edited by V.H Resh, and D.M. Rosenberg. Preager Publishers, New York. p. 484-507.

Blais, J.M., and Kalff, J. 1995. The influence of lake morphometry on sediment focussing. Limnol. Oceanogr. 40(3): 582-288.

Csanady, G.T. 1972. The coastal boundary layer in Lake Ontario. The summer fall regime. J. Phys. Oceanogr. 2: 168-176.

Csanady, G.T. 1984. Circulation in the Coastal Ocean. Boston: D. Reidel Publishing Co.

Casnady, G.T., and Scott, J.T. 1974. Baroclinic costal jets in Lake Ontario during IFYGL, J. Phys. Oceanogr. 4: 524-541.

Carter, C.H., and Haras, W.S. 1985. Great Lakes. *In* The World's Coastline. Edited by E.C.F. Bird and M.C.Schwartz. New York VanNostrand Reinhold, p.253-60.

Cummins K.W., and Klug M.T. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 10: 147-172.

Davis, R.B. 1973. Tubificids alter profiles of redox potential and pH in profundal lake sediment. Limnol. Oceanogr. 19(2): 342-346.

Downing, J.A. 1979 Aggregation, transformation and the design of benthos sampling programs. J. Fish. Res. Board Can. 36: 1454-1463.

Elliot, J.M. 1977. Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates 2nd Ed. Freshwater Biological Association Science Publication 25 Freshwater Biological Association. Ambleside, England.

Pearson, T.H., and Rosenberg, R. 1978 Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 16: 229-311.

Rao, Yerubandi. R., and Schwab, D.J. 2007. Transport and Mixing Between the Coastal and Offshore Waters in the Great Lakes: a Review. J. Great Lakes Res. 33: 202-218.

Reynoldson T.B., Day, K.E., and Pascoe, T. 1997. A summary report on biological sediment guidelines for the Laurentian Great Lakes. National Water Research Institute Report no. 97-134. NWRI, Environment Canada, Burlington, Ontario.

Reynoldson T.B., Day, K.E., and Pascoe, T. 1998. The development of the BEAST: a predictive approach for assessing sediment quality in the North American Great Lakes. *In* Chapter 11. Assessing the Biological Quality of Fresh Waters: RIPACS and Other Techniques. Edited by Wright, J.F., Sutcliffe, D.W., and Furse, M.T. Freshwater Biological Association, Ambleside, England.

Thomann R.V., Connolly J.P., and Parkerton, T.F. 1992. An equilibrium model of organic chemical accumulation in aquatic food webs with sediment interaction. Environ. Toxicol. Chem. 11: 615-629.

Le présent rapport est disponible auprès du :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région du Centre et de l'Arctique
Pêches et Océans Canada
501, University Crescent
Winnipeg (Manitoba) R3T 2N6

Téléphone : (204) 983-5131
Courriel : xcna-csa-cas@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-3815
© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2014

La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2014. Évaluation de la proposition des conditions de l'annexe D des permis d'aquaculture en Ontario. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2014/007.

Also available in English :

DFO. 2014. Assessment of proposed schedule D conditions on aquaculture licences in the province of Ontario. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2014/007.